第 38 卷第 11 期 2018 年 6 月 | 生 态 学 报 ACTA ECOLOGICA SINICA | Vol.38,No.11 Jun.,2018

DOI: 10.5846/stxb201705240967

邹锋,武鑫鹏,张万港,马燕天,刘亚军,吴兰.鄱阳湖典型湿地土壤微生物活性对季节性水位变化的响应.生态学报,2018,38(11):3838-3847.

Zou F, Wu X P, Zhang W G, Ma Y T, Liu Y J, Wu L.Responses of soil microbial functional traits to seasonal water level changes in a typical wetland of the Poyang Lake.Acta Ecologica Sinica,2018,38(11):3838-3847.

鄱阳湖典型湿地土壤微生物活性对季节性水位变化的响应

邹 锋[1],武鑫鹏[1],张万港[1],马燕天[1,2],刘亚军[1],吴 兰[1,2,*]

1 南昌大学生命科学学院,南昌 330031

2 鄱阳湖环境与资源利用教育部重点实验室,南昌 330031

摘要:为探究湿地土壤微生物对季节性水位变化的响应关系,以鄱阳湖湿地土壤为研究对象,在 2014 年 3、6、10 及 2015 年 1 月 4 个季节采集了 3 个不同高程样带的土壤样品,对土壤微生物基础呼吸、生物量及胞外酶等活性进行了测定。研究结果表明:(1)季节性水位变化不仅显著改变了土壤有机碳、溶解性有机碳、有效磷等含量,也使得微生物量碳和 4 种水解酶 β-葡萄糖苷酶、β-木糖苷酶、N-乙酰氨基葡萄糖苷酶、磷酸酶活性表现出夏冬季较高、秋季最低的动态变化,而 2 种氧化酶酚氧化酶和过氧化氢酶的表现正好相反。(2)水位高程和地上植被类型同样对土壤微生物产生了显著影响,表现为南荻样带有较高营养元素含量和微生物活性。(3)一些土壤理化指标(含水量、铵态氮、有机碳、有效磷等)与微生物活性(微生物量、基础呼吸、酶活)显著相关;季节水位变化对微生物活性的影响大于高程差异。研究结果表明水位波动对湿地土壤微生物活性产生了重要影响,鄱阳湖水文节律的改变将影响到湿地土壤的正常生态功能。

关键词:湿地;土壤微生物;功能特征;水位变化

Responses of soil microbial functional traits to seasonal water level changes in a typical wetland of the Poyang Lake

ZOU Feng[1], WU Xinpeng[1], ZHANG Wangang[1], MA Yantian[1,2], LIU Yajun[1], WU Lan[1,2,*]

1 *School of Life Sciences Nanchang University*, *Nanchang* 330031, *China*

2 *Key Laboratory of Environment and Resource Utilization of Poyang Lake*, *Ministry of Education*, *Nanchang* 330031, *China*

Abstract: To explore the response of soil microbes to seasonal water fluctuation, soil samples were collected from three sampling belts with different elevations in the Poyang Lake wetland over four seasons (Mar, Jun, and Oct 2014, Jan 2015). Soil physicochemical properties, microbial basal respiration, microbial biomass, and enzyme activities were measured. The results showed that (1) the contents of soil organic carbon, dissolved organic carbon, and available phosphorus varied with seasonal water level fluctuations, and the seasonal dynamics of microbial biomass carbon (MBC) and four hydrolases, including β-glucosidase (Bglu), β-xylanase (Bxyl), N-acetylglucosaminidase (NAG), and phosphatase (Phos) were affected. MBC, Bglu, Bxyl, NAG, and Phos peaked in summer and winter, but decreased in autumn, whereas the two oxidases, phenoxidase (Phox) and peroxidase (Pero), showed the opposite trend; (2) apparent impacts of water level elevation and aboveground vegetation were observed, and higher nutrients and microbial activities were found in S2 plots covered with *Triarrhena lutarioriparia* L. Liou; (3) some soil properties (soil moisture, ammonia-nitrogen, organic carbon, available phosphorus, etc.) were significantly correlated to microbial activities (microbial

基金项目:国家自然科学基金项目(31360127, 31260110, 31660149)

收稿日期:2017-05-24; **网络出版日期**:2018-03-02

* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: wl690902@hotmail.com

biomass, basal respiration, and enzymes); and the impact of seasonal water level changes on microbial activities was greater than that of elevation differences. This study revealed that water regime shifts had an important impact on soil microbial activities, which would further affect the ecosystem function wetland.

Key Words: wetland; soil microbes; functional traits; water fluctuation

鄱阳湖是我国最大的通江型淡水湖泊,受长江水位和江西省内五大水系的双重影响,具有"高水是湖、低水似河"的独特景观[1]。鄱阳湖高变幅的水位波动造就了大面积的湖泊湿地,在维持鄱阳湖生态系统稳定过程中发挥着极其重要的作用[2]。近年来受气候改变与人类活动的影响,鄱阳湖湿地面临江湖关系改变、植被演替加快、枯水时间延长、生物多样性下降等诸多不利因素的挑战[3]。尽管众多学者已经注意到这些问题,但现有的研究仍大多集中于植被沿水位分布情况、重金属污染、温室气体排放以及水质污染分析等方面;而对微观尺度上土壤微生物以及它对水文情势的响应关系和响应机理的研究却较少。

在湿地生态系统中土壤微生物不仅加速了植物凋落物和有机质的分解[4]、驱动着氮、磷等营养元素的循环转化[5]、推动了化学能量和信息的流动[6]、同时还参与了污染物降解与环境修复等过程[7],对维持湿地生态系统平衡与稳态起着重要的作用[8]。对于湖泊湿地微生物的研究,土壤微生物活性指标往往比微生物群落结构指标能够更加直观地反应湿地生态功能,因而更加受到人们的重视。已有研究表明,土壤酶活、微生物生物量、基础呼吸等活性指标能够准确的反映出土壤中的物质代谢情况,并对各种环境扰动做出快速响应[9-10]。湿地环境条件的改变,如营养物含量、水深、pH、植被等都会影响到湿地微生物的结构和功能[11-14]。截至目前对于淡水湖泊湿地土壤微生物如何响应水位波动的规律并不清楚,而鄱阳湖天然湿地面临的问题亟需我们彻底弄清这一规律,因此,深入分析鄱阳湖湿地土壤微生物对不同季节水位的响应关系显得十分必要。

本研究以鄱阳湖湿地为研究对象,通过对不同季节土壤的物理化学参数、土壤酶活性、微生物生物量及基础呼吸等微生物活性指标的研究,揭示不同高程湿地土壤微生物活性对季节性水位变化的响应过程和响应机制。本研究的结论可为鄱阳湖湿地的合理保护与科学管理提供微生物方面的视角,对鄱阳湖湿地土壤质量演变及评价、生态系统结构和功能稳定性的维持等方面也具有重要意义。

1　研究区域与研究方法

1.1　样地介绍与样品采集

研究地点位于鄱阳湖湿地国家自然保护区蚌湖(115°53′—116°01′E,29°08′—29°18′N)。受季节性水位波动的影响,区内洲滩湿地呈现典型的水陆交错现象,湿地地上植被沿不同的高程呈现环带状分布,优势植被带垂直分布明显(表 1)。本研究由湖岸往湖心方向依次选取 3 个不同水位高程的样带依次编号为 S1—S3,每个样带下设置间距为 100 m 的 3 个样方,共设置 1 m×1 m 的样方 9 个。首先对采样点进行 GPS 定位和地上植被调查并记录样带水淹情况,然后分别在 2014 年 3 月(未淹水)、6 月(淹水时长:0、5、10 d)、10 月(淹水时长:30、70、125 d)以及 2015 年 1 月(未淹水)进行采样,代表春夏秋冬 4 个季节的样品。清除地上枯落物后,以五点混合采样法用土钻采集表层土壤样品(0—20 cm)。最终得到 3 个样带、4 个季节一共 36 份样品。将土壤样品低温运回去除根茎残体及石块后混匀分成 3 份。其中一份样品保存于-80℃冰箱用作酶活性的测定;第二份暂储存于 4℃冷库中用于测定土壤基础呼吸及微生物生物量;最后一份样品风干处理后过 100 目筛用于理化分析。

1.2　样品分析及方法

1.2.1　土壤理化性质

土壤粒径测定采用比重计法[15]。容重(BD)测定采用环刀法,土壤含水量(SWC)使用 105℃烘干恒重法,采用酸度计(水土比 2.5:1)测定土壤 pH;硝态氮(NO_3^--N)采用镀铜镉-重氮化偶合比色法,铵态氮(NH_4^+-

N)采用全自动流动分析仪测定;总有机碳(TOC)采用重铬酸钾外加热法,全氮(TN)采用微量凯氏定氮法,全磷(TP)采用钒钼黄分光光度法;去灰分干重(AFDM)为马弗炉 550℃ 4 h 后测定[16-17]。溶解性有机碳(DOC)、有机氮(DON)的测定采用 TOC 仪法[18],速效磷(AP)依照 NY/T 1121-2014 标准以钼锑抗比色法测定。

表 1 研究区域基本概况

Table 1 Basic overview of the study area

样带编号 Transect No.	优势植被 Dominant vegetation	高程/m Elevation	年均淹水时长/d Annual average flooding duration	容重/(g/cm^3) Bulk density	土壤粒径 Soil particle size 砂粒/% Sand (2.0—0.02 mm)	粉粒/% Silt (0.02—0.002 mm)	黏粒/% Clay (<0.002 mm)	土壤质地 Soil texture
S1	狗牙根(*Cynodon dactylon* (Linn.) Pers)	16—18	30—35 (秋季)	1.30±0.02a	38.34±0.34a	43.58±0.34b	18.09±0.00c	粘壤土
S2	南荻(*Triarrhena lutarioriparia* L. Liou)	15—16	75—90 (夏、秋季)	1.23±0.03ab	30.34±0.34b	47.52±0.34a	22.13±0.00b	粉砂质粘壤土
S3	灰化苔草(*Carex cinerascens* Kukenth)	14—15	110—125 (夏、秋季)	1.16±0.03b	22.92±0.68c	41.96±1.02c	35.12±0.34a	壤质粘土

平均值±标准误,同一列不同字母表示样带间差异显著(P<0.05)

1.2.2 微生物活性特征

土壤基础呼吸(basal respiration,BR)采用密闭碱液吸收滴定法测定[19]。采用氯仿熏蒸-K_2SO_4浸提法测定土壤微生物量碳(MBC)及微生物量氮(MBN)[20],换算系数 K=0.45。代谢熵(qCO_2) = BR/MBC。微生物碳熵(qMBC)% = MBC/TOC×100%;微生物氮熵(qMBN)% = MBN/ TN×100%。

土壤酶活方面,β-葡萄糖苷酶(Bglu)、β-木糖苷酶(Bxyl)、N-乙酰氨基葡萄糖苷酶(NAG)、磷酸酶(Phos) 4 种水解酶的活性运用微孔板荧光法测定[21]。2 种氧化酶——酚氧化酶(Phox)和过氧化氢酶(Pero)分别以左旋多巴(DOPA)和加 DOPA 的过氧化氢(H_2O_2)作为底物,用比色法测定[22]。

1.2.3 数据处理

采用 Excel 2013 和 SPSS 20.0 软件对数据进行统计整理与制图。采用单因素方差分析(ANOVA,Tukey test)对土壤理化参数和微生物特征进行多重检验;使用双因素方差分析(Two-way ANOVA)进行样带和季节对基本理化参数和微生物特征影响的统计分析;土壤理化和微生物活性特征间相关性分析则采用 Pearson 检验法。应用 Canoco 5.0 分别对土壤理化、微生物活性进行主成分分析(PCA)。

2 结果与分析

2.1 土壤基本理化因子比较

土壤是微生物赖以生存的基础,土壤环境决定了微生物的生存状况。土壤理化指标对不同季节和不同高程都有明显的响应。如表 2 所示 SWC 在 32.60%—64.53%之间,夏季和秋季 SWC 显著高于其他季节(P<0.05);土壤 pH 春冬季总体显著高于夏季(P<0.05),高程越低的样带土壤平均含水量和 pH 也越高。在土壤养分元素中,仅从季节层面整体来看,TOC 和 C∶N 在秋季总体较高,而 TP 夏季含量显著高于其他季节(P<0.05),AFDM 冬季含量最高(P<0.05);在不同高程整体差异方面,TOC、TN、C∶N 以及 AFDM 也都有 S2 高于 S1 和 S3 的现象(P<0.05)。另外,值得注意的是高程最低的 S3 样带春季 TOC 和 C∶N 均为年内最低(P<0.05)(表 2)。

土壤速效元素及可溶性有机物是微生物可直接快速利用的活性组分。在整体季节层面:NH_4^+-N 有秋季>夏季>春冬季的趋势,并在秋季显著最高(P<0.05)。NO_3^--N 在冬季最高(P<0.05);DOC、DON、AP 含量夏季整体显著高于其他季节(P<0.05)。在整体样带上随着高程的降低,NO_3^--N、DOC 和 DON 含量都在显著下降(P<0.05),而 NH_4^+-N 含量逐渐升高。值得注意的是,高程最低的 S3 样带春季 DOC、DON 和 AP 含量都较低(表 3)。

表 2　土壤理化性质与营养元素含量

Table 2　Soil physicochemical properties and nutrient contents

样带 Transect	季节 Season	土壤含水量 SWC/%	pH 值 pH	灰分 AFDM/%	有机碳 TOC/(g/kg)	全氮 TN/(g/kg)	全磷 TP/(g/kg)	碳氮比 C∶N
S1	春	35.60±0.64Bb	5.02±0.05Ab	7.21±0.32Bab	15.54±0.36Ab	1.63±0.08Aa	0.24±0.01Ba	9.56±0.48Ba
	夏	36.83±0.42Bc	4.81±0.18Aa	6.78±0.28Bb	12.71±0.41Bb	1.38±0.04Bc	0.57±0.03Aa	9.24±0.19Bb
	秋	39.11±0.33Ac	4.95±0.02Aa	7.33±0.19Bab	17.31±0.28Ab	1.49±0.06ABa	0.35±0.06Ba	11.67±0.64Aa
	冬	32.60±0.47Cc	5.05±0.01Aa	8.57±0.32Aab	12.83±0.67Bb	1.28±0.04Ba	0.42±0.04ABa	10.04±0.37ABb
S2	春	39.77±0.40Ca	5.03±0.02Ab	8.18±0.33Ba	19.02±0.76Aa	1.79±0.13Aa	0.19±0.01Bb	10.79±1.08Aa
	夏	50.67±1.61ABb	4.98±0.01Aa	7.49±0.38BCab	19.45±0.39Aa	1.80±0.04Aa	0.48±0.03Aa	10.85±0.46Aab
	秋	55.89±1.37Ab	5.05±0.02Aa	6.81±0.17Cb	17.15±0.22Ab	1.38±0.04Bb	0.25±0.02Ba	12.49±0.49Aa
	冬	47.66±1.67Ba	5.01±0.01Aa	9.26±0.10Aa	17.58±0.83Aa	1.37±0.02Ba	0.28±0.03Bab	12.82±0.46Aa
S3	春	40.59±0.31Ba	5.24±0.04Aa	6.90±0.13Bb	9.76±0.29Cc	1.32±0.13Aa	0.29±0.02Ba	7.58±0.96Ca
	夏	64.53±5.71Aa	4.90±0.02Ca	8.42±0.31Aa	18.89±1.12Aa	1.61±0.02Ab	0.57±0.03Aa	11.72±0.59ABa
	秋	59.49±0.66Aa	5.06±0.05Ba	7.68±0.11Aa	21.15±0.33Aa	1.63±0.06Aa	0.23±0.05Ba	13.03±0.66Aa
	冬	39.31±0.11Bb	5.07±0.01Ba	8.04±0.06Ab	14.12±0.23Bb	1.39±0.02Aa	0.19±0.02Bb	10.14±0.17Bb

平均值±标准差;大写字母表示样带内部季节间差异显著(P<0.05);小写字母表示同一季节样带间差异显著(P<0.05);SWC:soil water content;pH:pH value;AFDM:ash free dry mass;TOC:total organic carbon;TN:total nitrogen;TP:total phosphorus;C∶N:TOC/ TN

土壤 DOC、DON 占 TOC、TN 的比例范围分别为 0.17%—0.50% 和 0.22%—1.16%(表 3)。在整体季节层面,DOC/TOC 和 DON/TN 的比例夏季显著高于其他季节(P<0.05);随着样带高程的降低,两者的分配比例也整体逐渐下降。

表 3　土壤速效、溶解性物质含量

Table 3　Soil available and soluble substances contents

样带 Transect	季节 Season	铵态氮 NH_4^+-N/(mg/kg)	硝态氮 NO_3^--N/(mg/kg)	溶解性有机碳 DOC/(mg/kg)	溶解性有机氮 DON/(mg/kg)	速效磷 AP/(mg/kg)	溶解性有机碳分配比例 DOC∶TOC/%	溶解性有机氮分配比例 DON∶TN/%
S1	春	3.23±0.73Ba	1.13±0.19Aa	59.48±3.39Aa	11.08±0.45Ba	15.96±3.50Ab	0.38±0.01Ba	0.68±0.01Ca
	夏	3.90±0.34Ba	0.76±0.07Aa	63.40±5.90Aa	16.05±1.40Aa	18.40±3.76Aa	0.50±0.03Aa	1.16±0.08Aa
	秋	7.37±0.52Ac	1.04±0.24Aa	47.89±6.48Aa	13.39±0.39ABa	8.84±1.80Aa	0.28±0.04Ba	0.90±0.01Ba
	冬	1.89±0.06Bb	1.53±0.34Aa	42.67±1.76Aa	6.57±0.41Ca	9.44±1.60Aa	0.33±0.01Ba	0.51±0.03Ca
S2	春	4.87±0.86Ba	0.73±0.14ABa	66.15±5.60Aa	11.20±0.91Aa	33.17±4.78Aa	0.35±0.04Aa	0.63±0.06Aa
	夏	5.76±0.80Ba	0.61±0.17Ba	62.78±7.25Aa	11.52±1.47Aa	25.76±4.31Aa	0.32±0.04Ab	0.65±0.10Ab
	秋	12.42±1.4A9b	1.24±0.22ABa	36.80±4.58Ba	9.76±1.31ABb	7.66±0.89Ba	0.21±0.02Aa	0.71±0.07Ab
	冬	3.37±0.16Ba	1.59±0.23Aa	40.83±1.94Ba	6.39±0.19Ba	8.25±1.28Ba	0.24±0.02Ab	0.47±0.01Aab
S3	春	2.34±0.58Ca	0.65±0.05Aa	20.01±1.24Cb	2.82±0.19Bb	2.31±0.51Cc	0.21±0.02Bb	0.22±0.01Bb
	夏	6.22±1.01Ba	0.68±0.16Aa	59.40±4.09Aa	11.03±1.52Aa	23.09±0.30Aa	0.32±0.04Ab	0.68±0.09Ab
	秋	17.16±1.3Aa	0.28±0.05Ab	34.91±1.37Ba	9.56±0.29Ab	5.58±0.59BCa	0.17±0.01Ba	0.59±0.03Ab
	冬	2.59±0.32Cab	0.88±0.19Aa	30.69±0.99Bb	5.10±0.47Ba	7.66±1.94Ba	0.22±0.00Bb	0.36±0.03Bb

平均值±标准差。大写字母表示样带内部季节间差异显著(P<0.05);小写字母表示同一季节样带间差异显著(P<0.05);NH_4^+-N:ammonia-nitrogen;NO_3^--N:nitrate-nitrogen;DOC:dissolved organic carbon;DON:dissolved organic nitrogen;AP:available phosphorus

2.2　土壤微生物量碳氮与基础呼吸

土壤基础呼吸、微生物量和微生物熵值都是土壤质量的敏感性指标[23]。在总体季节上,除 MBN 外,MBC、qMBC、qMBN 等指标大致都有夏季和冬季相对较高、春秋季较低的趋势,而 qCO_2 却刚好相反;BR 强度在春季显著高于其他季节(P<0.05)。在不同高程样带间,S2 样带土壤微生物量、微生物呼吸及微生物熵值都高于 S1 和 S3。值得注意的是,春季高程最低的 S3 样带 MBC、MBN 和 BR 都相对较低(表 4)。

表 4 微生物量碳氮和基础呼吸在各季节及样带中的分布

Table 4 Microbial biomass carbon and nitrogen and basal respiration among different seasons and plots

活性特征 Activity Traits	样带 Transect	春 Spring	夏 Summer	秋 Autumn	冬 Winter
基础呼吸	S1	11.67±0.89Aa	4.58±0.23Cb	7.59±0.51Ba	4.63±0.13Cb
BR/ (mg kg^{-1} h^{-1})	S2	11.92±1.65Aa	6.86±0.71Bb	6.83±0.23Ba	6.31±0.22Ba
	S3	6.93±0.20Bb	9.47±0.69Aa	6.59±0.25Ba	4.01±0.10Cb
微生物量碳	S1	211.47±12.05Aa	142.58±6.85Ab	155.61±25.72Aa	148.06±10.21Ab
MBC/(mg/kg)	S2	235.17±19.89Aa	294.68±22.98Aa	86.83±19.45Ba	258.24±21.72Aa
	S3	71.13±4.41Bb	304.43±29.99Aa	170.58±24.66Ba	143.96±23.47Bb
微生物量碳	S1	22.15±0.89Aa	11.10±0.90Bb	11.86±1.37Ba	12.45±0.90Bb
MBN/(mg/kg)	S2	22.40±1.82Aa	14.42±3.43ABb	8.72±1.78Ba	20.73±1.53Aa
	S3	5.63±0.37Cb	24.12±2.08Aa	13.07±2.41Ba	11.71±1.04BCb
代谢熵	S1	0.06±0.00Ab	0.03±0.00Aa	0.05±0.01Aa	0.03±0.00Aa
qCO_2/h^{-1}	S2	0.05±0.01ABb	0.02±0.00Ba	0.09±0.02Aa	0.02±0.00Ba
	S3	0.10±0.00Aa	0.03±0.01Ba	0.04±0.01Ba	0.03±0.01Ba
微生物碳熵	S1	1.36±0.05Aa	1.12±0.02ABb	0.90±0.16Ba	1.15±0.04ABa
qMBC/%	S2	1.25±0.16Aa	1.52±0.14Aa	0.51±0.12Ba	1.47±0.10Aa
	S3	0.73±0.06Bb	1.60±0.07Aa	0.81±0.13Ba	1.02±0.17Ba
微生物氮熵	S1	1.36±0.03Aa	0.81±0.08Bb	0.79±0.07Ba	0.97±0.06Bb
qMBN/%	S2	1.26±0.13ABa	0.81±0.21Bb	0.64±0.15Ba	1.51±0.09Aa
	S3	0.43±0.02Bb	1.50±0.12Aa	0.82±0.18Ba	0.84±0.06Bb

平均值±标准误;大写字母表示样带内部季节间差异显著(P<0.05);小写字母表示同一季节样带间差异显著(P<0.05);BR:microbial basal respiration;MBC:microbial biomass carbon;MBN:microbial biomass nitrogen;qCO_2: microbial Metabolic quotient;qMBC:ratio of MBC to TOC;qMBN:ratio of MBN to TN

2.3 土壤酶活性

4 种土壤水解酶中,除 Bxyl 外,其余 3 种酶活性在总体季节变化中均呈现出夏季或冬季较高、秋季显著最低的动态变化(P<0.05)。秋季 3 个高程样带均处于淹水环境,2 种氧化酶 Phox 和 Pero 秋季活性显著高于其他季节(P<0.05)。而在总体样带高程间,除 Bglu 外,其他 3 种水解酶活性在样带间都有 S2>S1>S3 的排序。另外,春季和冬季 S2 样带 4 种水解酶和 2 种氧化酶的活性均显著高于 S1 和 S3(P<0.05)(图 1)。

2.4 微生物活性与环境变量之间的关系

微生物与环境因素间相关性分析结果如表 5 所示,BR、MBC、MBN、qCO_2、qMBC、qMBN 以及 4 种水解酶大都与 DOC、AP、AFDM、TOC、TN 等有极显著的相关性(P<0.01)。但与水解酶不同的是,2 种氧化酶 Phox 和 Pero 却仅与 SWC、NH_4^+-N、TOC、C:N 极显著相关(P<0.01)。两维方差分析表明(表 6),对于土壤理化因子和微生物活性特征,影响程度都表现出季节>样带>季节×样带的规律。主成分分析结果也表明土壤理化及微生物特征均呈现明显的季节性分布(图 2)。值得注意的是,春季样品在样带高程间却有较大分异。

3 讨论

3.1 土壤理化因子对季节性水位变化的响应

水分是湿地生态系统中物质与能量迁移转换的重要媒介[24],鄱阳湖高度动态的水位变化和水分的反复迁移影响了湿地土壤理化环境。本实验中 1—3 月 3 个样带均未淹水,而 6—10 月则都有不同程度的水淹(表 1),SWC 表现出秋>夏>春冬季的规律与样带水淹情况相一致[25]。水分的增大利于湿地植物残体分解将营养物质大量归还于土壤,也有利于土壤团聚体的分散将可溶性物质进一步释放[26],淹水后地上植物进入休眠期对营养物吸收也降低[27]。因此 TP、DOC、DON、AP 等营养物含量和占总营养库的比例从春季至夏季阶段都

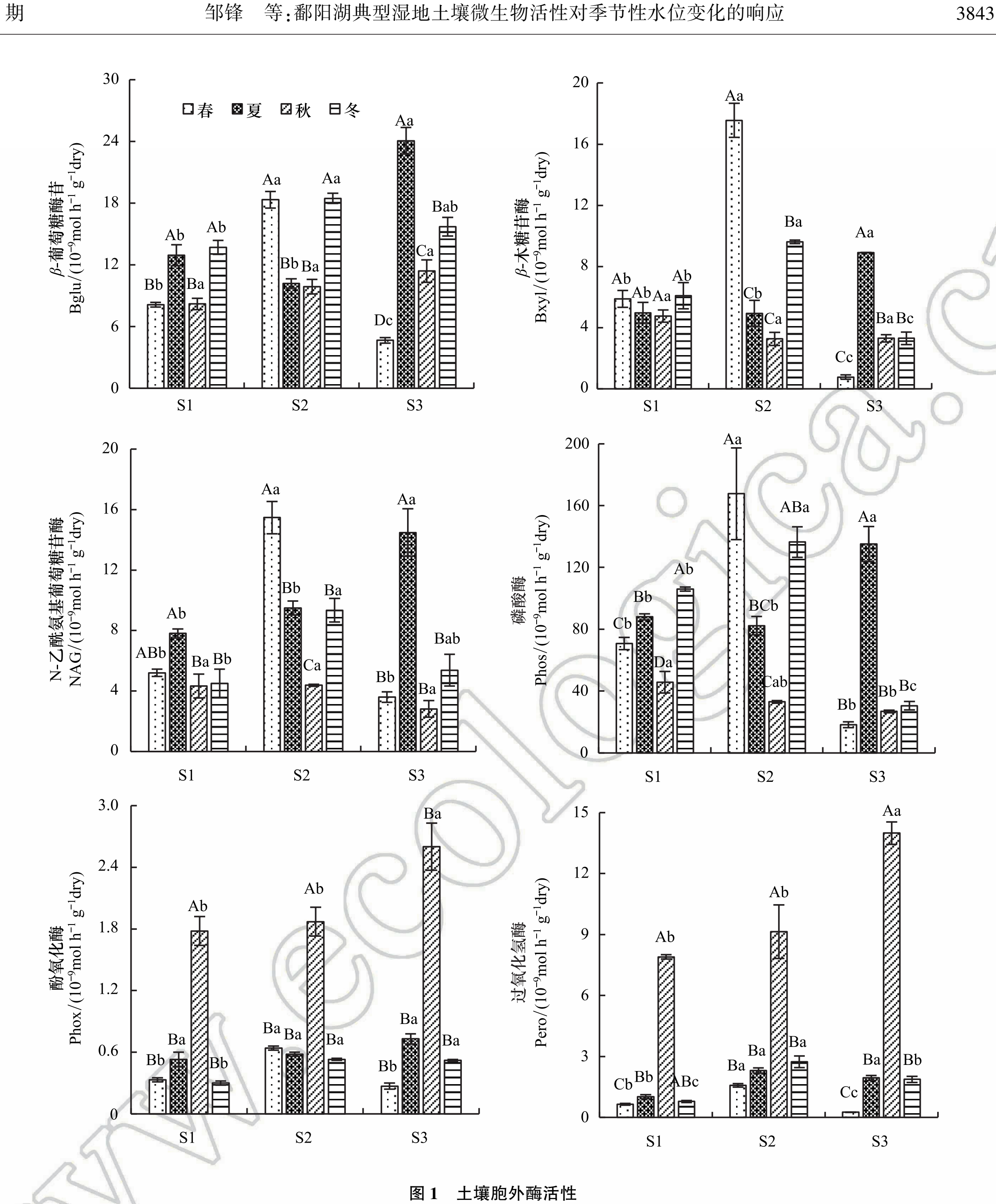


图 1　土壤胞外酶活性

Fig.1　Soil extracellular enzyme activities

大写字母表示样带内部季节间差异显著($P<0.05$);小写字母表示同一季节样带间差异显著($P<0.05$);由湖岸往湖心方向依次选取 3 个不同水位高程的样带依次编号为 S1—S3

表现出逐渐升高的态势。2014 年 10 月鄱阳湖处于快速退水期但仍维持在高水位,湿地此时经历了 30—125 d 不等的水淹过程。长时间的水淹厌氧环境使得微生物活性和酶分解活力急剧降低,不利于 DOC、DON 的积累,但有利于 TOC 的累积[28],故而提高了土壤碳氮比。另外,退水期溶解性有机物被水体稀释并大量带走,也降低了土壤溶解有机物含量[29],因此秋季 DOC、DON 及 AP 含量都较低。10 月份较高的气温有利于氮的矿化,长时间水淹不利于植被对 NH_4^+-N 的吸收利用和土壤硝化作用的进行,另外土壤对 NH_4^+-N 的吸附能力较强不易被水淋失,这些条件可能都是导致秋季 NH_4^+-N 显著升高的原因[30]。冬季水分的缺乏、植物根分泌

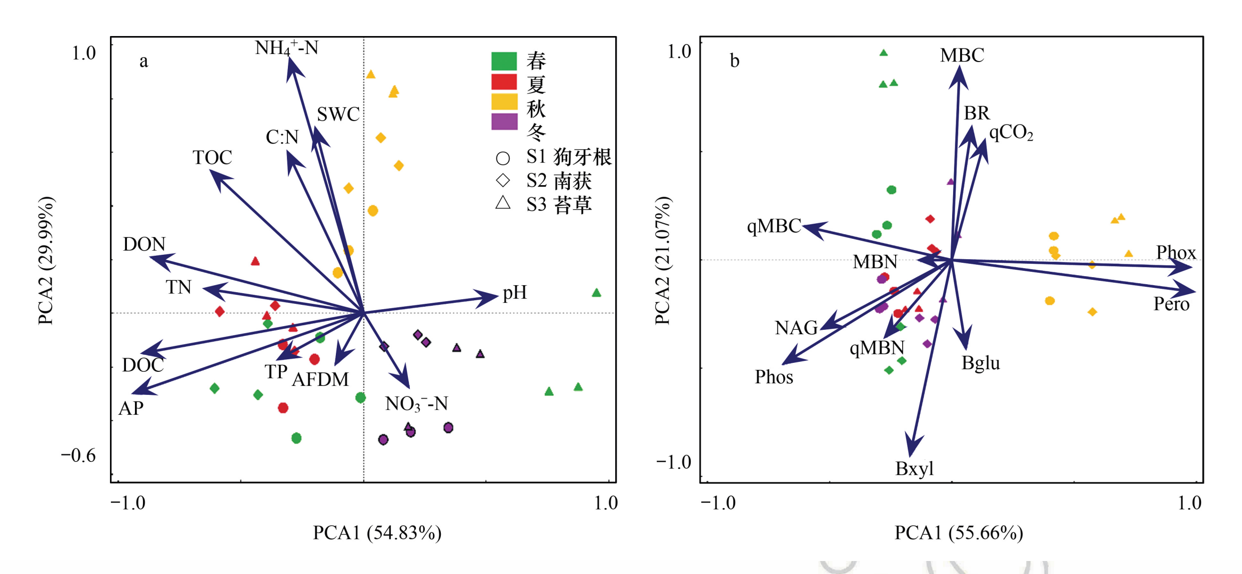


图 2 土壤理化因子(a)及微生物活性特征(b)主成分分析

Fig.2 Principal component analysis of soil environmental factors(a) and microbial activity characteristics(b)

Bglu:β-葡萄糖苷酶,β-glucosidase;Bxyl:β-木糖苷酶,β-xylanase;NAG:N-乙酰氨基葡萄糖苷酶,N-acetylglucosaminidase;Phos:磷酸酶,phosphatase;Phox:酚氧化酶,phenoxidase;Pero:过氧化氢酶,peroxidase;BR:microbial basal respiration;MBC:microbial biomass carbon;MBN:microbial biomass nitrogen;qCO_2: microbial Metabolic quotient;qMBC:ratio of MBC to TOC;qMBN:ratio of MBN to TN;SWC:soil water content;pH:pH value;AFDM:ash free dry mass;TOC:total organic carbon;TN:total nitrogen;TP:total phosphorus;C:N:TOC/ TN

物减少以及较低的温度也可能限制了微生物的活性,进而减少了土壤营养元素及溶解性物质的含量[31](表2、表3)。

表 5 土壤微生物活性特征与理化因子相关性分析

Table 5 Correlation analysis of microbial functional characteristics and soil physical and chemical properties factors

相关系数 Pearson′s r	SWC	pH	NH_4^+-N	DOC	AP	AFDM	TOC	TN	TP	C:N
BR	ns	ns	ns	0.448**	0.516**	ns	0.351*	0.499**	ns	ns
MBC	ns	ns	ns	0.547**	0.616**	0.520**	0.595**	0.629**	ns	ns
MBN	ns	ns	ns	0.550**	0.615**	0.504**	0.506**	0.459**	ns	ns
qCO_2	ns	0.412*	ns	−0.393*	−0.346*	−0.526**	ns	ns	ns	ns
qMBC	ns	ns	−0.423*	0.529**	0.568**	0.506**	ns	0.451**	0.362*	ns
qMBN	ns	ns	ns	0.430**	0.449**	0.566**	0.395*	ns	ns	0.370*
Bglu	0.347*	ns	ns	0.335*	0.413*	0.676**	0.367*	ns	ns	0.363*
Bxyl	ns	ns	ns	0.548**	0.664**	0.496**	0.401*	0.389*	ns	ns
NAG	ns	ns	ns	0.594**	0.729**	0.391*	0.394*	0.465**	ns	ns
Phos	ns	ns	ns	0.547**	0.601**	0.579**	ns	ns	ns	ns
Phox	0.519**	ns	0.909**	ns	ns	ns	0.559**	ns	ns	0.612**
Pero	0.521**	ns	0.909**	ns	ns	ns	0.560**	ns	ns	0.628**

* 显著相关($P<0.05$);* * 极显著相关($P<0.01$);ns 相关性不显著;样品总数 $n=36$;Bglu:β-葡萄糖苷酶,β-glucosidase;Bxyl:β-木糖苷酶,β-xylanase;NAG:N-乙酰氨基葡萄糖苷酶,N-acetylglucosaminidase;Phos:磷酸酶,phosphatase;Phox:酚氧化酶,phenoxidase;Pero:过氧化氢酶,peroxidase

3.2 微生物活性特征对季节性水位变化的响应

土壤水分含量是影响 MBC、MBN 的显著因素[32]。秋季长时间的水淹降低了土壤微生物量,这也与万忠梅等人的结果相一致[13]。影响微生物活性的因素都可能会间接影响到基础呼吸的强度[33],春季干旱土壤受降雨作用再湿润后引起的"birch 效应"也可能是春季呼吸作用增强的原因之一[34],夏季和秋季淹水不利于好

养微生物的代谢使得 BR 相对较低,冬季低温和缺水条件也可以显著降低呼吸作用的进行[35]。由此可见过高和过低的水分都不利于土壤微生物的呼吸作用[20](表 4)。qCO_2将微生物可矿化碳和 MBC 结合在一起,当土壤受到胁迫时 qCO_2将变大,此时微生物需要付出更多的能量来抵御不良环境[20];本研究中经历了长时间干旱的春季和淹水胁迫的秋季 qCO_2都较高。秋季长时间淹水条件降低了 3 个样带的 qMBC 和 qMBN,表明长期淹水环境抑制了物质循环的速率(表 4)。

表 6　土壤理化因子与微生物活性特征方差分析

Table 6　Analysis of variance of soil environmental factors and microbial activity characteristics

方差指数 Variance index	季节 Season		样带 Transect		季节×样带 Season×Transect	
	F	*P*	*F*	*P*	*F*	*P*
SWC	39.92	<0.001	72.58	<0.001	11.10	<0.001
pH	6.14	0.003	3.44	0.048	1.43	0.243
NH_4^+-N	89.92	<0.001	15.85	<0.001	8.98	<0.000
NO_3^--N	5.64	0.005	6.73	0.005	1.60	0.190
DOC	18.99	<0.001	19.05	<0.001	6.48	<0.001
DON	31.95	<0.001	25.92	<0.001	5.72	<0.001
AP	22.44	<0.001	12.02	<0.001	8.33	<0.001
AFDM	17.26	<0.001	3.34	0.052	7.53	<0.001
TOC	28.58	<0.001	40.15	<0.001	31.58	<0.001
TN	8.04	<0.001	4.20	0.027	7.02	<0.001
TP	44.61	<0.001	8.44	0.002	3.42	0.014
C∶N	12.87	<0.001	7.24	0.003	3.94	0.007
BR	32.63	<0.001	3.77	0.038	11.03	<0.001
MBC	14.51	<0.001	7.95	0.002	14.55	<0.001
MBN	6.25	<0.001	2.96	0.071	16.89	<0.001
qCO_2	19.21	<0.001	0.81	0.459	6.08	<0.001
Bglu	51.80	<0.001	23.46	<0.001	50.90	<0.001
Bxyl	23.02	<0.001	59.50	<0.001	53.97	<0.001
NAG	34.16	<0.001	26.87	<0.001	19.75	<0.001
Phos	25.05	<0.001	25.99	<0.001	22.02	<0.001
Phox	228.03	<0.001	10.62	<0.001	7.15	<0.001
Pero	316.81	<0.001	20.81	<0.001	14.66	<0.001

本研究中 4 种水解酶呈现出相似的变化规律,说明微生物在物质代谢与能量转化过程中除具有专一性外,彼此之间还有相互协同促进的作用[33]。夏季较适宜的温度、湿度,枯落物分解以及新生植被代谢带来的大量营养输入等这些因素可能共同增加了微生物的活性从而提高了土壤水解酶整体活性[10,20,36]。秋季样带长期水淹厌氧环境抑制了微生物的活性,且不利于营养元素的分解释放,因此酶活性最低[20,37]。本研究中 2 种氧化酶活性与 SWC、NH_4^+-N、TOC、C∶N 极显著相关。水位高程较高的样带水淹频率更低,更不易受过氧化氢胁迫,而长时间淹水厌氧环境会加大它的积累,从而激活微生物过氧化氢酶和酚氧化酶的活性进而缓解细胞的胁迫毒害作用[13,38](图 1)。

3.3　不同高程和植被对于土壤理化及微生物特征的影响

尽管本实验结果表明湿地土壤理化性质和微生物功能活性主要受到季节性水位变化的影响,但不同高程的样带间也存在一定的差异。而造成这种差异的根本原因同样是水位变化,鄱阳湖年内季节水位平均变幅超过 10 m,本研究中 3 个样带天然高程差仅在 2—3 m 间,故而季节性水位波动的幅度大于样带高程差异。本实验中 S2 样带土壤表现出整体营养元素含量高于其他两个样带的规律,这与样带高程变化趋势不一致。吴建东[39]和谢东明[40]等人对蚌湖优势植被群落的研究也发现了相似的现象,可能原因为南荻群落地上生物量

高于狗牙根和苔草群落,植物枯落分解后可为土壤提供更多的养分[41-42]。另外,鄱阳湖近年来枯水期提前、枯水时间延长,地势较高的样带水淹不足、水分缺乏且生境逐步趋于草甸化,这可能也是高程最高的 S1 样带枯水期土壤养分低于 S2 的原因之一[43]。PCA 结果也表明淹水使得样带土壤理化和微生物趋于相同,而长期干旱则产生较大分异。

本研究中微生物活性特征在水位高程上都有 S2 样带活性高于 S1 和 S3 的现象。前人的研究结果也表明营养物的差异显著影响着微生物的活性[11,33]。湿地不同高程样带的营养物主要来源于地上植被分解与植物根系分泌,较高的凋落物和碳氮水平可刺激微生物的活动并激发分解纤维素、木质素等酶的活性[44];另外,养分的供应差别也影响着分泌酶的微生物的种类进而影响酶的活性[45],较高的酶活性也可以控制更多的养分释放和加快微生物的生长[37]。因此 S2 样带微生物特征活性较高可能是由土壤营养物质较丰富而引起的,表 3 相关性分析也进一步证明营养资源对微生物功能活性的显著影响。

4 结论

本实验的主要结论如下:

(1)水位变化显著改变了土壤 TOC、C∶N、TP 等养分元素以及 DOC、DON、AP、NH_4^+-N 等速效元素的含量;微生物量以及酶活性等微生物活性指标也随水位变化呈现出夏季或冬季较高、秋季最低的趋势。

(2)不同高程样带间存在的水位差异和植被类型的不同,导致南荻样带中土壤营养元素含量和微生物活性显著高于狗牙根及苔草样带。

(3)SWC、NH_4^+-N、TOC、C∶N 显著影响了 2 种氧化酶的活性,土壤营养资源的可利用性(DOC、AP、TOC、AFDM)对微生物量、基础呼吸和 4 种水解酶的活性具有重要影响。

参考文献(References):

[1] 《鄱阳湖研究》编委会. 鄱阳湖研究. 上海: 上海科学技术出版社, 1988.

[2] 崔丽娟. 鄱阳湖湿地生态系统服务功能价值评估研究. 生态学杂志, 2004, 23(4): 47-51.

[3] 夏少霞, 于秀波, 刘宇, 贾亦飞, 张广帅. 鄱阳湖湿地现状问题与未来趋势. 长江流域资源与环境, 2016, 25(7): 1103-1111.

[4] Benner R, Maccubbin A E, Hodson R E. Anaerobic biodegradation of the lignin and polysaccharide components of lignocellulose and synthetic lignin by sediment microflora. Applied and Environmental Microbiology, 1984, 47(5): 998-1004.

[5] 贺纪正, 张丽梅. 氨氧化微生物生态学与氮循环研究进展. 生态学报, 2009, 29(1): 406-415.

[6] De Schamphelaire L, Cabezas A, Marzorati M, Friedrich M W, Boon N, Verstraete W. Microbial community analysis of anodes from sediment microbial fuel cells powered by rhizodeposits of living rice plants. Applied and Environmental Microbiology, 2010, 76(6): 2002-2008.

[7] Wu H L, Wang X Z, He X J, Zhang S B, Liang R B, Shen J. Effects of root exudates on Denitrifier gene abundance, community structure and activity in a micro-polluted constructed wetland. Science of the Total Environment, 2017, 598: 697-703.

[8] 李甜甜, 胡泓, 王金爽, 李正炎, 吕向梨. 湿地土壤微生物群落结构与多样性分析方法研究进展. 土壤通报, 2016, 47(3): 758-762.

[9] Bandick A K, Dick R P. Field management effects on soil enzyme activities. Soil Biology and Biochemistry, 1999, 31(11): 1471-1479.

[10] Fernandes S A P, Bettiol W, Cerri C C. Effect of sewage sludge on microbial biomass, basal respiration, metabolic quotient and soil enzymatic activity. Applied Soil Ecology, 2005, 30(1): 65-77.

[11] 王晓龙, 徐力刚, 白丽, 张奇. 鄱阳湖典型湿地植物群落土壤酶活性. 生态学杂志, 2011, 30(4): 798-803.

[12] 金笑, 寇文伯, 于昊天, 刘亚军, 马燕天, 吴兰. 鄱阳湖不同区域沉积物细菌群落结构、功能变化及其与环境因子的关系. 环境科学研究, 2017, 30(4): 529-536.

[13] 万忠梅. 水位对小叶章湿地 CO_2、CH_4排放及土壤微生物活性的影响. 生态环境学报, 2013, 22(3): 465-468.

[14] 隋心, 张荣涛, 杨立宾, 许楠, 钟海秀, 王继丰, 倪红伟. 三江平原不同类型小叶章湿地土壤细菌群落功能多样性. 环境科学研究, 2016, 29(10): 1479-1486.

[15] 陈丽琼. 比重计法测定土壤颗粒组成的研究. 环境科学导刊, 2010, 29(4): 97-99.

[16] 张杰, 胡维, 刘以珍, 葛刚, 吴兰. 鄱阳湖湿地不同土地利用方式下土壤微生物群落功能多样性. 生态学报, 2015, 35(4): 965-971.

[17] 陈熙, 刘以珍, 李金前, 葛刚, 吴兰, 李永绣. 稀土尾矿土壤细菌群落结构对植被修复的响应. 生态学报, 2016, 36(13): 3943-3950.

[18] 赵佳宝, 杨喜田, 徐星凯, 陈家林, 孔玉华. 马尾松-麻栎混交林土壤溶解性有机碳氮空间分布特征. 水土保持学报, 2016, 30(3):

213-219.
[19] 魏媛, 张金池, 俞元春, 喻理飞. 退化喀斯特植被恢复过程中土壤基础呼吸及代谢熵的变化. 土壤通报, 2010, 41(4): 797-801.
[20] 杨桂生, 宋长春, 王丽, 王丽丽, 李英臣. 水位梯度对小叶章湿地土壤微生物活性的影响. 环境科学, 2010, 31(2): 444-449.
[21] Marx M C, Wood M, Jarvis S C. A microplate fluorimetric assay for the study of enzyme diversity in soils. Soil Biology and Biochemistry, 2001, 33(12/13): 1633-1640.
[22] Carreiro M M, Sinsabaugh R L, Repert D A, Parkhurst D F. Microbial enzyme shifts explain litter decay responses to simulated nitrogen deposition. Ecology, 2000, 81(9): 2359-2365.
[23] 周焱, 徐宪根, 王丰, 阮宏华, 汪家社, 方燕鸿, 吴焰玉, 徐自坤. 武夷山不同海拔梯度土壤微生物生物量、微生物呼吸及其商值(qMB, qCO$_2$). 生态学杂志, 2009, 28(2): 265-269.
[24] 林欢, 许秀丽, 张奇. 鄱阳湖典型洲滩湿地水分补排关系. 湖泊科学, 2017, 29(1): 160-175.
[25] 许秀丽, 张奇, 李云良, 李相虎, 王晓龙. 鄱阳湖典型洲滩湿地土壤含水量和地下水位年内变化特征. 湖泊科学, 2014, 26(2): 260-268.
[26] 张雪雯, 莫熠, 张博雅, 高居娟, 高俊琴. 干湿交替及凋落物对若尔盖泥炭土可溶性有机碳的影响. 湿地科学, 2014, 12(2): 134-140.
[27] 张全军, 于秀波, 钱建鑫, 熊挺. 鄱阳湖南矶湿地优势植物群落及土壤有机质和营养元素分布特征. 生态学报, 2012, 32(12): 3656-3669.
[28] 万忠梅, 宋长春, 杨桂生, 黄靖宇, 王丽丽, 李英臣. 三江平原湿地土壤活性有机碳组分特征及其与土壤酶活性的关系. 环境科学学报, 2009, 29(2): 406-412.
[29] 谭秋霞, 朱波, 花可可. 三峡库区消落带典型草本植物淹水浸泡后可溶性有机碳的释放特征. 环境科学, 2013, 34(8):3043-3048.
[30] 孙志高, 刘景双, 牟晓杰. 三江平原小叶章湿地土壤中硝态氮和铵态氮含量的季节变化特征. 农业系统科学与综合研究, 2010, 26(3): 277-282.
[31] 武海涛, 吕宪国, 杨青, 姜明, 佟守正. 三江平原典型湿地枯落物早期分解过程及影响因素. 生态学报, 2007, 27(10): 4027-4035.
[32] 杨继松, 刘景双. 小叶章湿地土壤微生物生物量碳和可溶性有机碳的分布特征. 生态学杂志, 2009, 28(8): 1544-1549.
[33] 刘善江, 夏雪, 陈桂梅, 卯丹, 车升国, 李亚星. 土壤酶的研究进展. 中国农学通报, 2011, 27(21): 1-7.
[34] 贺云龙, 齐玉春, 董云社, 彭琴, 孙良杰, 贾军强, 郭树芳, 闫钟清. 干湿交替下草地生态系统土壤呼吸变化的微生物响应机制研究进展. 应用生态学报, 2014, 25(11): 3373-3380.
[35] Guntiñas M E, Gil-Sotres F, Leirós M C, Trasar-Cepeda C. Sensitivity of soil respiration to moisture and temperature. Journal of Soil Science and Plant Nutrition, 2013, 13(2): 445-461.
[36] 张东来, 毛子军, 张玲, 朱胜英. 森林凋落物分解过程中酶活性研究进展. 林业科学, 2006, 42(1): 105-109.
[37] Xiao Y, Huang Z G, Lu X G. Changes of soil labile organic carbon fractions and their relation to soil microbial characteristics in four typical wetlands of Sanjiang Plain, Northeast China. Ecological Engineering, 2015, 82: 381-389.
[38] 杨文彬, 耿玉清, 王冬梅. 漓江水陆交错带不同植被类型的土壤酶活性. 生态学报, 2015, 35(14): 4604-4612.
[39] 吴建东, 刘观华, 金杰峰, 尤鑫, 詹慧英, 贾万梅, 曹锐, 高云云, 罗浩, 高翔. 鄱阳湖秋季洲滩植物种类结构分析. 江西科学, 2010, 28(4): 549-554.
[40] 谢冬明, 周国宏, 周杨明, 陈亚云, 贾俊松, 彭小英, 卢锐, 殷照华, 熊晓龙, 余明泉. 蚌湖表层土壤有机碳的分布特征. 湿地科学, 2017, 15(1): 25-31.
[41] 党宁, 黄志刚, 李合松. 纤维型植物南荻的生物学及其应用研究进展. 热带亚热带植物学报, 2012, 20(4): 418-424.
[42] 李宜浓, 周晓梅, 张乃莉, 马克平. 陆地生态系统混合凋落物分解研究进展. 生态学报, 2016, 36(16): 4977-4987.
[43] 张萌, 倪乐意, 徐军, 何亮, 符辉, 刘足根. 鄱阳湖草滩湿地植物群落响应水位变化的周年动态特征分析. 环境科学研究, 2013, 26(10): 1057-1063.
[44] 张鑫, 耿玉清, 徐明, 刘丽香, 林茂. 鄱阳湖湖滨湿地土壤酶活性及影响因素. 北京林业大学学报, 2014, 36(1): 34-40.
[45] 万忠梅, 宋长春. 土壤酶活性对生态环境的响应研究进展. 土壤通报, 2009, 40(4): 951-956.